

## حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ با استفاده از پودر سیمان هیدراته از محلول آبی

ام البنین سندی<sup>۱</sup>، روح اله میرزایی<sup>۲</sup>

## چکیده

**مقدمه:** فرآیند جذب سطحی یکی از مؤثرترین روش‌های حذف رنگ‌ها از فاضلاب است. هدف اصلی این پژوهش بررسی کارایی سیمان هیدراته در حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محیط آبی بوده است.

**روش‌ها:** مطالعه به صورت تجربی و در مقیاس آزمایشگاهی در سیستم ناپیوسته انجام گرفت. غلظت اولیه رنگ، مقدار جاذب، زمان واکنش و pH بر روی کارایی حذف رنگ مورد بررسی قرار گرفت. برای تعیین مشخصات ذرات پودر سیمان هیدراته از SEM، FT-IR و XRD استفاده گردید. برای بررسی ارتباط کنش‌های بین رنگ و جاذب از ایزوترم‌های لانگمویر و فروندلیچ استفاده شد. همچنین سرعت فرآیند جذب با استفاده از سینتیک شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم مورد بررسی قرار گرفت.

**نتایج:** نتایج نشان داد که با افزایش مقدار جاذب از ۰/۵ به ۲ گرم در لیتر راندمان حذف از ۳۱/۱ به ۹۷/۴۳٪ افزایش یافت. بیشترین راندمان حذف رنگ در pH برابر با ۱ با ۸۷/۳۳٪ حذف به دست آمد. با کاهش غلظت اولیه رنگ از ۶۰ به ۵ میلی گرم در لیتر راندمان حذف رنگ از ۵۰/۷۹ به ۶۸/۹۴٪ افزایش یافت. زمان مناسب جهت دستیابی به حداکثر حذف رنگ، ۱۸۰ دقیقه بود. نتایج نشان داد که حذف رنگ از مدل ایزوترمی فروندلیچ ( $r^2 = 0/99$ ) و سینتیک جذب رنگ از مدل شبه مرتبه دوم ( $r^2 = 0/99$ ) تبعیت می‌کند.

**بحث و نتیجه‌گیری:** با توجه به هزینه‌بر بودن سایر روش‌های حذف رنگ، می‌توان از پودر سیمان هیدراته به عنوان جاذبی نسبتاً کارآمد و ارزان قیمت برای حذف رنگ از محلول آبی استفاده نمود.

**واژگان کلیدی:** جذب سطحی، رنگ دایرکت یلو ۱۲، پودر سیمان هیدراته، فاضلاب سنتزی

## مقدمه

توسعه روزافزون صنعت اگرچه دارای مزایای بی‌شماری است، ولی متأسفانه مشکلات خاصی همچون آلودگی محیط‌زیست را نیز به دنبال دارد. اگرچه فاضلاب‌های رنگی در صنایع مختلفی از جمله صنایع چرم‌سازی، غذایی، تولید مواد آرایشی، کاغذسازی، رنگرزی و نساجی تولید می‌شوند (۱)؛ اما در این میان پساب‌های صنایع نساجی و رنگرزی دو منبع عمده تولید فاضلاب‌های رنگی می‌باشند. با گسترش صنایع نساجی و رنگرزی، مقادیر مصرف

آب نیز افزایش یافته است، به‌طوری که میزان مصرف آب در این صنایع بین ۲۵ تا ۲۵۰ مترمکعب به ازاء هر تن محصول است. صنایع نساجی به علت تنوع روش‌های تولید، رنگ و مواد شیمیایی مصرفی، فاضلاب‌هایی با کمیت و کیفیت بسیار متفاوت تولید می‌کنند (۲). تخلیه آلاینده‌های رنگی در منابع آب‌های سطحی به دلیل سمیت و ظاهر ناخوشایند آن، نامطلوب می‌باشند (۳).

روش‌های متعددی جهت حذف رنگ از محلول آبی مورد استفاده قرار گرفته است که این روش‌ها را

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران

۲- استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان، کاشان، ایران

Email: rmirzaei@kashanu.ac.ir

نویسنده مسئول: روح اله میرزایی

فکس: ۰۳۱۵۵۹۱۳۲۲۲

تلفن: ۰۹۱۲۵۴۶۱۲۸۸ گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، کاشان، دانشگاه کاشان

می‌توان به سه دسته روش‌های زیستی- شیمیایی مانند اکسیداسیون، اکسیداسیون پیشرفته و الکتروشیمیایی و فیزیکی مانند فیلترهای غشایی و تبادل یونی تقسیم‌بندی کرد (۴). این روش‌ها در عین فوایدی که دارند دارای اشکالاتی نیز می‌باشند و به علت هزینه‌های بالا و عدم فراهم‌آوری شرایط کافی جهت انجام آن‌ها، به صورت گسترده در مقیاس‌های بزرگ مانند صنایع نساجی و کاغذسازی مورد استفاده قرار نمی‌گیرند (۵). به طور خاص از مهم‌ترین روش‌های فیزیکی می‌توان به تکنولوژی فیلتراسیون اشاره کرد. این روش دارای نقاط ضعفی مانند فرایندهای کاری زیاد، مصرف انرژی چشم‌گیر، هزینه زیاد و عمر تقریباً کوتاه غشا است. از روش‌های شیمیایی می‌توان به استفاده از مواد منعقدکننده‌ای مانند یون‌های آلومینیوم، کلسیم یا آهن اشاره کرد. مهم‌ترین نقطه ضعف این روش تولید مقدار زیادی لجن غلیظ و مملو از آلاینده است و روش به شدت وابسته به اسیدیته می‌باشد. روش‌های زیستی به طور گسترده در تصفیه فاضلاب رنگی استفاده می‌شوند و گونه‌های زیادی از میکروارگانیسم‌ها برای رنگ‌زدایی رنگ‌های مختلف استفاده شده‌اند. این روش‌ها دارای مزایایی مانند هزینه تقریباً کم و محصول نهایی تقریباً غیرسمی هستند. این روش‌ها به دو صورت هوازی، غیرهوازی یا ترکیبی از هر دو انجام می‌گیرند. به هر حال، مهم‌ترین معایب تصفیه زیستی، تجزیه زیستی پایین رنگ‌ها، انعطاف‌پذیری کم در طراحی و بهره‌برداری، نیاز به مساحت زمین کاری زیاد و زمان طولانی برای رنگ‌زدایی می‌باشند (۶).

از میان روش‌های گسترده‌ای که تاکنون جهت حذف رنگ مورد استفاده قرار گرفته است؛ فرآیند جذب سطحی به عنوان روشی فیزیکی-شیمیایی به

علت سادگی فرآیند، انعطاف‌پذیری در انتخاب جاذب‌های گوناگون و ارزان قیمت بودن، عدم تولید لجن و آلاینده‌های ثانویه ناشی از فرآیند جذب و قابلیت استفاده برای حذف انواع آلاینده‌های سمی، ترکیبات معدنی و رنگی در میان سایر روش‌ها مناسب‌تر می‌باشد (۷). در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، فرایندهای جذب سطحی برای حذف آلاینده‌های محلول باقیمانده از فازهای تصفیه شیمیایی و زیستی استفاده می‌شوند. امروزه، پرمصرف‌ترین جاذب کربن فعال است که برای حذف آلاینده‌های مختلف از آب مانند مواد آلی، رنگ‌ها و فلزات سنگین استفاده می‌شود. به هر حال، استفاده وسیع آن در تصفیه فاضلاب در برخی موارد به خاطر هزینه زیاد آن و مسائل دیگر مانند پتانسیل احیای جاذب یا دفع جاذب نهایی پس از جذب محدود می‌شود (۸).

جاذب‌های ارزان قیمت جاذب‌هایی هستند که به فراوانی یافت شده و در دسترس می‌باشند و هزینه آماده‌سازی آن‌ها بسیار پایین می‌باشد. تاکنون جاذب‌های متنوع فراوان و ارزان قیمت برای حذف انواع مختلف آلاینده‌ها از آب و فاضلاب استفاده شده‌اند. به طور کلی هدف اکثر مطالعات این بوده است که بتوانند کربن فعال را با جاذب‌های ارزان‌قیمت به دست آمده از محصولات فرعی فعالیت‌های مختلف مانند صنعت و کشاورزی جایگزین کنند. اکثر این محصولات فرعی دارای مشکلات متعدد دفع به دلیل حجم زیاد و سمیت هستند. اگر این ضایعات بتوانند به عنوان جاذب‌های ارزان قیمت استفاده شوند، دو مزیت برای کنترل آلودگی محیط‌زیست به همراه خواهند داشت. اولاً، حجم محصولات فرعی یا ضایعات می‌تواند تا حدی کاهش یابد و ثانیاً اگر جاذب ارزان قیمت تهیه شود

می‌توان آلودگی فاضلاب‌ها را با هزینه معقولی کاهش داد. جاذب‌های ارزان قیمت در شش گروه شامل محصولات فرعی یا ضایعات کشاورزی و خانگی، ضایعات صنعتی، لجن، مواد دریایی، مواد معدنی و خاک و جاذب‌های ارزان قیمت جدید قرار می‌گیرند (۸،۹).

در ایران تحقیقات فراوانی بر روی حذف رنگ با جاذب‌های ارزان قیمت از فاضلاب صورت گرفته است. با بررسی مطالعات صورت گرفته مشخص گردیده است که عمده جاذب‌های ارزان قیمت استفاده شده در ایران از دو گروه ضایعات کشاورزی و معدنی تهیه شده‌اند. پسماند گلاب‌گیری (۱۰)، پودر کربن فعال شده از برگ درخت انگور (۱۱)، هسته و میوه زیتون تلخ (۱۲)، پودر گیاه نی (۱۳)، پوست بادام زمینی (۱۴)، دیاتومیت (۱۵)، گیاه تلخه (۲)، پودر استخوان ماهی مرکب (۱۶)، گندم اصلاح‌شده (۱۷)، کربن فعال استخراج‌شده از برگ کهور (۱۸)، پوست گردو (۱۹) و خاکستر گیاه آلئونه‌ورا (۲۰)، مهم‌ترین نوع مورد استفاده توسط محققان ایرانی ضایعات کشاورزی و گیاهی بوده است که توسط محققین ایرانی در حذف رنگ از محیط‌های آبی استفاده شده‌اند. از مهم‌ترین مطالعاتی که از جاذب‌های ارزان‌قیمت معدنی در حذف آلاینده‌ها از محیط‌های آبی استفاده کرده‌اند می‌توان به مطالعاتی اشاره کرد که از خاک رس اصلاح‌شده (۲۱)، جاذب معدنی لیکای اصلاح‌شده با اسید کلریدریک (۲۲)، گل قرمز فعال‌شده (۲۳)، نانورس اصلاح‌شده با سورفکتانت کاتیونی (۲۴)، سنگ دولومیت و زئولیت (۲۵)، پوکه معدنی خام و اصلاح شده (۲۶) و زئولیت طبیعی اصلاح شده با سورفکتانت (۲۷) استفاده کردند.

سیمان از چهار جزء تری کلسیم سیلیکات، دی کلسیم سیلیکات، تری کلسیم آلومینات و تتراکلسیم آلومینوفريت تشکیل شده است و یکی از محصولات پرمصرف در صنعت ساختمانی کشور است و به تبع آن حجم تولید ضایعات سیمان در صنایع ساختمانی کشور زیاد و دسترسی به آن بسیار ساده است؛ به عبارت دیگر ضایعات سیمان را تقریباً می‌توان بدون پرداخت هزینه تهیه و استفاده نمود (۲۸)؛ بنابراین هدف از این تحقیق، بررسی امکان استفاده از ضایعات سیمان هیدراته در حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محلول آبی است. همچنین بررسی تأثیر زمان تماس، غلظت اولیه رنگ، مقدار جاذب و pH بر روی کارایی حذف رنگ مورد مطالعه توسط سیمان هیدراته هدف دیگر این پژوهش است.

### مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع تجربی و آزمایشگاهی می‌باشد که در آزمایشگاه دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست کاشان در سال ۱۳۹۵ انجام شد. آزمایش‌های جذب سطحی رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محلول آبی در شرایط ناپیوسته (Batch) انجام گرفت. سیمان مورد نیاز از ضایعات سیمان استفاده شده در صنعت ساختمان‌سازی تهیه شد. نمونه آماده شده، آسیاب شده و در محدوده مش ۳ میلی‌متر توسط الک استاندارد (American Society for Testing and Materials) ASTM دانه‌بندی گردید. برای حذف ناخالصی‌های اولیه، پودر سیمان چندین بار با آب مقطر شسته شد و به مدت دو ساعت در دمای ۱۲۵ درجه سانتی‌گراد توسط آون حرارت داده شد (۲۹). رنگ دایرکت یلو ۱۲ ترکیبی آنیونی با فرمول شیمیایی  $C_{30}H_{26}N_4Na_2O_8S_2$  و با وزن مولکولی ۶۸۰/۶۶

مدنظر قرار گرفت. جهت تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ و آزمون رگرسیون و ضریب  $R^2$  استفاده شد.

$$DRE = \left( \frac{C_0 - C_t}{C_0} \right) * 100 \quad (1)$$

$$q_t = \left( \frac{C_0 - C_t}{w} \right) v \quad (2)$$

$C_t$ ,  $C_0$  به ترتیب غلظت اولیه و غلظت در زمان  $t$  بر حسب میلی‌گرم بر لیتر (mg/l)،  $q_t$  ظرفیت جذب بر حسب میلی‌گرم بر گرم (mg/g)،  $V$  حجم محلول بر حسب لیتر (L) و  $W$  جرم جاذب بر حسب گرم (g) می‌باشد (۱). به منظور بررسی داده‌های جذب با مدل‌های ایزوترم، جذب رنگ در غلظت ۵ الی ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر در شرایط بهینه جذب مورد بررسی قرار گرفت. ایزوترم‌های جذب معادلاتی برای تشریح حالت تعادل بخش جذب شونده بین فاز جامد و سیال است. در این پژوهش داده‌های تجربی تعادل جذب با مدل‌های جذب لانگمویر و فروندلیچ مورد بررسی قرار گرفت. رابطه خطی به صورت معادله (۳) و شکل غیر خطی این مدل به صورت معادله (۴) است.

$$q_e = \frac{k_L q_m c_e}{1 + c_e} \quad (3)$$

$$c_e/q_e = \frac{1}{k_L q_m} + c_e/q_m \quad (4)$$

گرم بر مول می‌باشد و این رنگ از شرکت الوان ثابت تهیه گردید. جهت تنظیم pH از محلول‌های HCl و NaOH با غلظت‌های ۱ و ۰/۱ مولار استفاده گردید. مقدار جذب رنگ بلافاصله توسط دستگاه UV-Visible اسپکتروفتومتری مدل Unico2100 ساخت آمریکا در حداکثر طول موج جذب رنگ دایرکت یلو ۱۲ برابر با ۳۹۸ نانومتر اندازه‌گیری شد. محلول mg/l ۴۰۰ از رنگ دایرکت یلو تهیه شد و غلظت‌های مختلفی از محلول رنگ تهیه شد. پارامترهای مورد بررسی در این پژوهش شامل مقدار غلظت اولیه (۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰، ۶۰ گرم در لیتر) و pH (۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۷، ۹، ۱۱، ۱۲)، زمان تماس (۵، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰ دقیقه) (۳۲-۳۰)، مقدار جاذب (۰/۰۵، ۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۱/۵، ۲ گرم در لیتر) می‌باشد (۲۹). جهت تعیین ساختار ذرات سیمان هیدراته آنالیز SEM توسط دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی (مدل ESEM XL30، ساخت کشور فیلیپس هلند) همچنین آنالیز طیف‌سنج مادون قرمز (IR-FT) به وسیله دستگاه IR-FT مدل Magna- IR ساخت شرکت نیکولت آمریکا و آنالیز XRD با استفاده از دستگاه میکروسکوپ الکترونی روبشی (مدل ESEM XL30، ساخت کشور فیلیپس هلند) انجام گردید. جهت انجام آزمایش‌ها مقدار مشخصی از جاذب به محلول‌های رنگ اضافه شد و سپس نمونه‌ها با شیکر با دور ۲۰۰rpm چرخانده شد. راندمان حذف رنگ توسط درصد تغییر غلظت رنگ در محلول قبل و بعد از اضافه شدن جاذب و مقدار رنگ جذب شده به ازای واحد وزن جاذب با استفاده از معادلات (۱) و (۲) محاسبه شد. جهت تعیین غلظت باقی‌مانده رنگ برای هر متغیر سه بار آزمایش‌ها تکرار گردید و متوسط آن‌ها در محاسبات

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} \cdot t \quad (8)$$

در این معادلات،  $q_e$  و  $q_t$  به ترتیب مقدار رنگ جذب شده (mg/g) در زمان  $t$  (min) و در زمان تعادل و  $k_1$  ثابت معادله ( $\text{min}^{-1}$ ) می‌باشد.

### نتایج

الگوی طیف‌سنج پراش اشعه ایکس (XRD) از ذرات پودر سیمان هیدراته در نمودار ۱ نشان داده شده است. با توجه به این نمودار ذرات پودر سیمان هیدراته دارای پیک‌هایی در زاویه  $9.79^\circ$ ،  $12.09^\circ$ ،  $17.96^\circ$ ،  $19.77^\circ$ ،  $22.96^\circ$ ،  $29.36^\circ$ ،  $31^\circ$ ،  $32.19^\circ$ ،  $34.02^\circ$ ،  $35.98^\circ$ ،  $39.35^\circ$ ،  $41.26^\circ$ ،  $43.11^\circ$ ،  $47.09^\circ$ ،  $48.42^\circ$  و  $50.27^\circ$ ،  $50.76^\circ$ ،  $51.81^\circ$ ،  $54.31^\circ$ ،  $56.42^\circ$ ،  $62.44^\circ$  و  $64.39^\circ$  درجه است که به ترتیب مربوط به پراش صفحات (۰۱۲)، (۰۱۰۴)، (۰۰۶)، (۱۱۰)، (۱۱۳)، (۲۰۲)، (۰۲۴)، (۰۱۸)، (۱۱۶)، (۲۱۱)، (۱۲۲)، (۱۰۱۰)، (۲۱۴)، (۱۱۹)، (۳۰۰)، (۰۱۲)، (۰۲۱۰)، (۲۱۱۰)، (۱۳۴)، (۲۲۶)، (۴۰۴) و (۳۱۸) از ساختار ذرات سیمان هیدراته می‌باشد. مطابق با این الگو، ذرات سیمان هیدراته دارای هیدروکسید کلسیم ( $\text{CaOH}_2$ )، کربنات کلسیم ( $\text{CaCO}_3$ ) و سیلیکات کلسیم ( $\text{Ca}_2\text{SiO}_4$ ) می‌باشند و پیک  $29.36^\circ$  مربوط به حضور هر سه ترکیب موردنظر بوده که در سنتز ذرات سیمان هیدراته مورد استفاده قرار گرفته است؛ بنابراین الگوی XRD، سنتز ذرات فوق را تأیید می‌کند.

در این معادلات،  $c_e$  غلظت تعادلی رنگ در محلول (mg/l)،  $q_e$  مقدار جذب تعادلی (mg/g)،  $q_m$  حداکثر ظرفیت جذب سطحی ( $\text{mg/g}^{-1}$ ) و  $k_L$  ثابت لانگمویر است و نشان دهنده انرژی جذب سطحی و میل ترکیبی مکان‌های اتصال را نشان می‌دهد.  $q_m$  نشان دهنده ظرفیت جذب است که از رسم نمودار  $c_e/q_e$  در مقابل  $C_e$  به دست می‌آید. مدل هم دمای فروندلیچ به ناهمگنی سطوح جاذب اشاره دارد. رابطه خطی این مدل به صورت معادله (۵) و شکل غیر خطی این مدل به صورت معادله (۶) است (۳۳).

$$q_e = k_f \cdot c_e^{1/n} \quad (5)$$

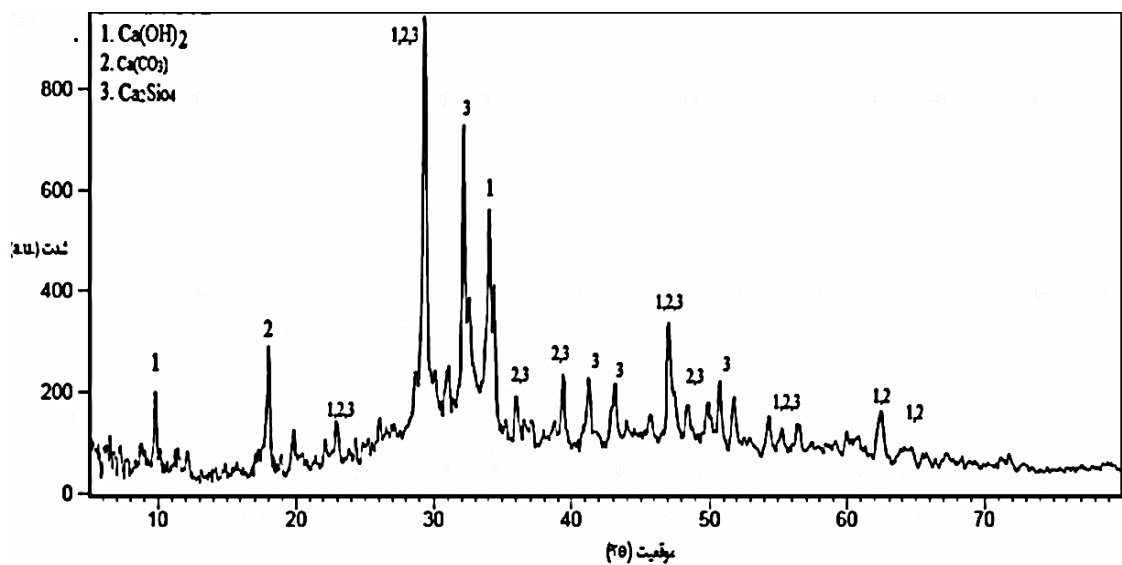
$$(6)$$

$$\log q_e = \log k_f + 1/n (\log c_e)$$

در این معادلات  $k_f$  ثابت فروندلیچ است (mg/g) و نشان دهنده ظرفیت جذبی جاذب می‌باشد،  $n$  توان فروندلیچ است که سختی یا شدت جذب را نشان می‌دهد. مدل‌های شبه مرتبه اول (Pseudo- first-order)، شبه مرتبه دوم (Pseudo- second-order)، جهت کنترل مکانیسم فرآیند جذب مانند واکنش شیمیایی و انتقال جرم استفاده می‌گردند. در پژوهش حاضر مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم مورد بررسی قرار گرفت. رابطه خطی این دو مدل به ترتیب به صورت معادله ۷ و ۸ می‌باشد.

$$(7)$$

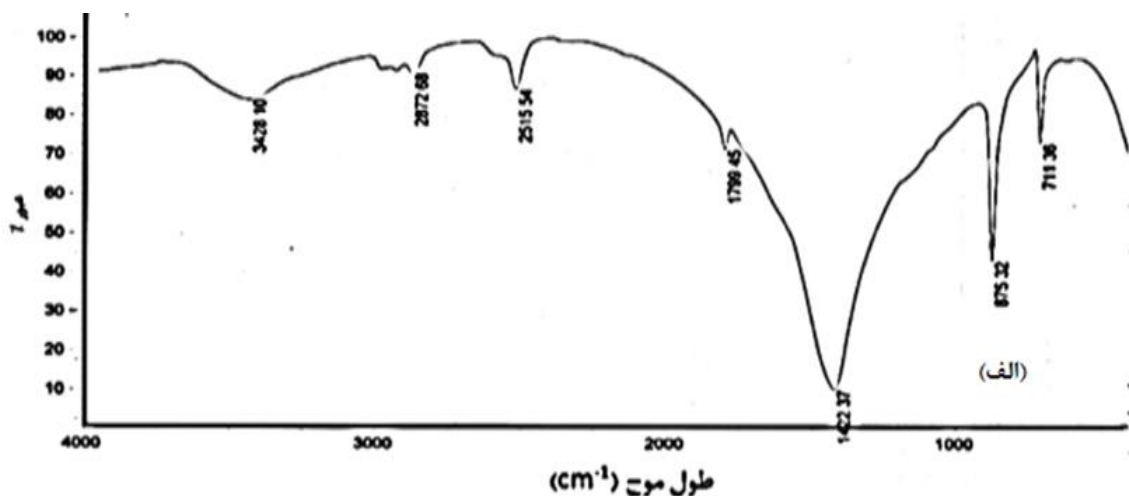
$$q_t = q_e [1 - \exp(-k_1 t)]$$



نمودار ۱: الگوی طیف سنج پراش اشعه ایکس از ذرات پودر سیمان هیدراته

طیف سنجی مادون قرمز (IR-FT) مربوط به ذرات پودر سیمان هیدراته در نمودار ۲ نشان داده شده است. باندهای موجود در ناحیه ۵۰۰-۱۰۰۰ مربوط به ارتعاشات خمشی خارج از صفحه‌ای است. همچنین پیک ۱۴۵۹ و ۱۶۳۵ مربوط به ارتعاشات کششی هیدروکسیل (OH) است و ناشی از مولکول‌های آب جذب شده در ذرات سیمان هیدراته است.

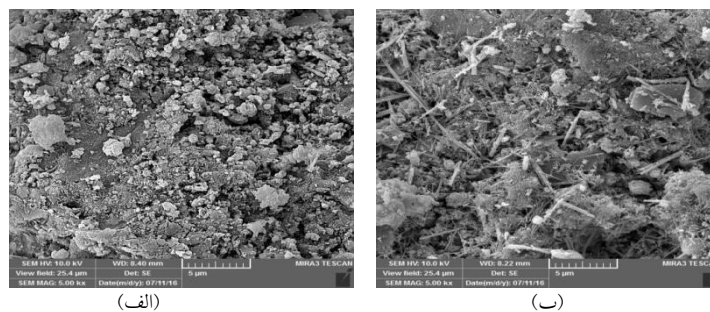
در گروه عاملی کربوکسیل می‌باشد. پیک ۲۹۲۴ و ۳۴۲۹ مربوط به ارتعاشات کششی هیدروکسیل (OH) است و ناشی از مولکول‌های آب جذب شده در ذرات سیمان هیدراته است.



نمودار ۲: طیف سنجی مادون قرمز از ذرات پودر سیمان هیدراته

تصاویر میکروسکوپ الکترونی (SEM) از ذرات سیمان هیدراته در شکل ۱ نشان داده شده است. نتایج آنالیز SEM بیانگر جاذب، باسطحی متخلخل و ناهمگن و پرمنفذی می‌باشند که این عامل می‌تواند سطح تماس زیادی برای حذف رنگ ایجاد کند. تصویر میکروسکوپ الکترونی ذرات سیمان هیدراته

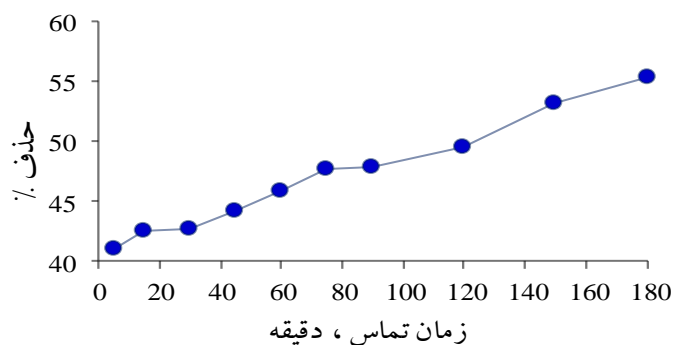
قبل از جذب نشان می‌دهد که ذرات سیمان هیدراته دارای ساختار و توزیع یکنواختی به لحاظ اندازه می‌باشد. با توجه به تصویر پس از جذب، می‌توان استنباط نمود، ذرات سیمان هیدراته پس از جذب رنگ دارای ساختار نامنظم شده‌اند و رنگدانه‌های رنگ بر روی سطح جاذب قرار گرفته‌اند.



شکل ۱: تصویر SEM از ذرات سیمان هیدراته، قبل از جذب رنگ (الف)، بعد از جذب رنگ (ب)

طبق نمودار ۳ تأثیر زمان تماس در فواصل زمانی ۵-۱۸۰ دقیقه و غلظت اولیه ۴۰ mg/l، بررسی شد. همان‌طور که در نمودار ۳ مشخص است زمان اثر

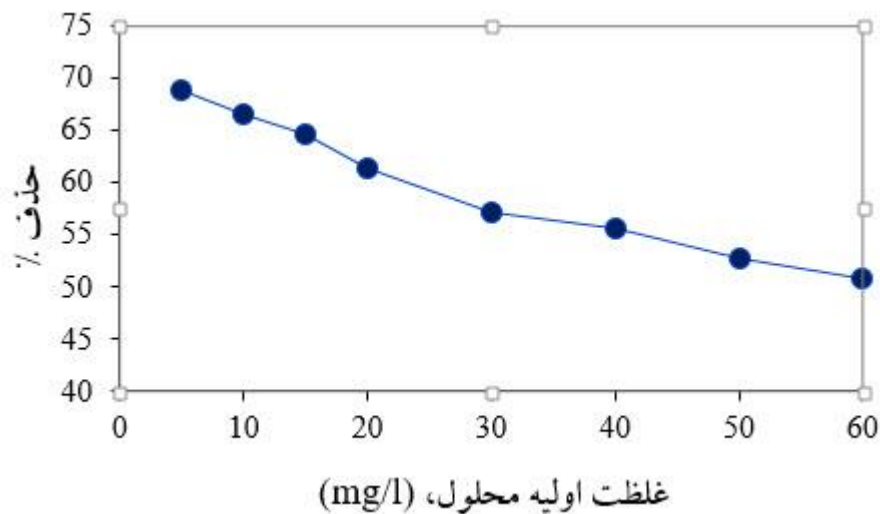
مستقیمی بر میزان حذف داشته است و با افزایش زمان تماس از ۵ دقیقه به ۱۸۰ دقیقه راندمان حذف رنگ حدود ۱۵ درصد افزایش یافته است.



نمودار ۳: اثر مدت زمان تماس جاذب بر میزان حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ (غلظت اولیه: ۴۰ میلی گرم بر لیتر، pH محلول: ۱، مقدار جاذب ۱g/l و زمان تماس ۹۰ دقیقه)

جهت بررسی تأثیر غلظت اولیه بر میزان حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محلول‌های رنگ به وسیله جاذب سیمان هیدراته غلظت اولیه رنگ در محدوده ۵ mg/l الی ۶۰ مورد بررسی قرار گرفت.

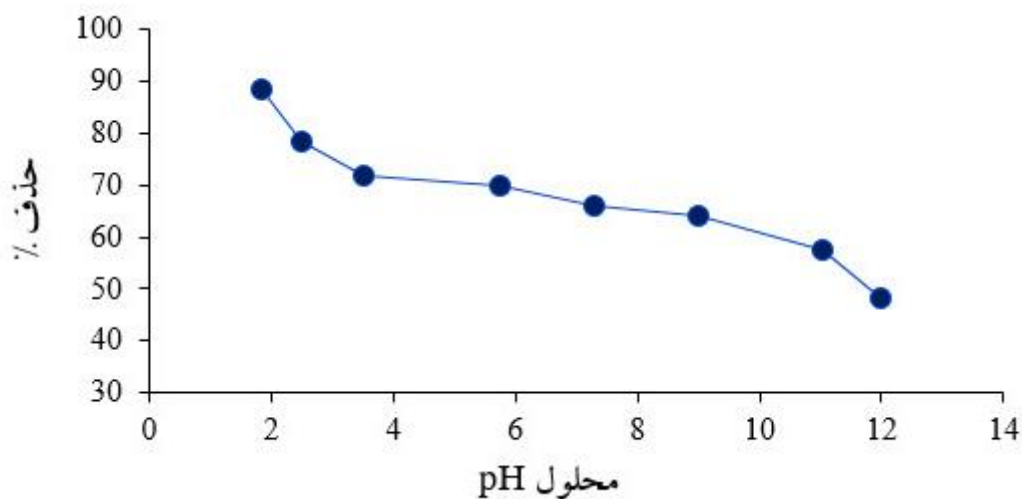
با افزایش غلظت اولیه رنگ از ۵ میلی گرم در لیتر به ۶۰ میلی گرم در لیتر، راندمان حذف از ۶۸/۹۴ به ۵۰/۷۹ درصد کاهش یافت (نمودار ۴).



نمودار ۴: تأثیر غلظت اولیه رنگ آنیونی دایرکت یلو ۱۲ بر میزان جذب (pH محلول: ۱، مقدار جاذب ۱ گرم بر میلی لیتر زمان تماس ۹۰ دقیقه)

کمترین حذف رنگ (۴۸/۳۳) رخ داده است؛ به عبارت دیگر، با افزایش pH، میزان کارایی جاذب در حذف رنگ کاهش یافته است.

نتایج حاصل از تأثیر pH در نمودار ۵ نشان داده شده است. در این نمودار در pH برابر با یک بیشترین حذف رنگ (۸۸/۳۳ درصد) و در pH برابر با ۱۲



نمودار ۵: تأثیر مقادیر pH بر حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ (غلظت اولیه: ۲۰ میلی گرم بر لیتر، مقدار جاذب: ۱ گرم در میلی لیتر، زمان ۹۰ دقیقه)

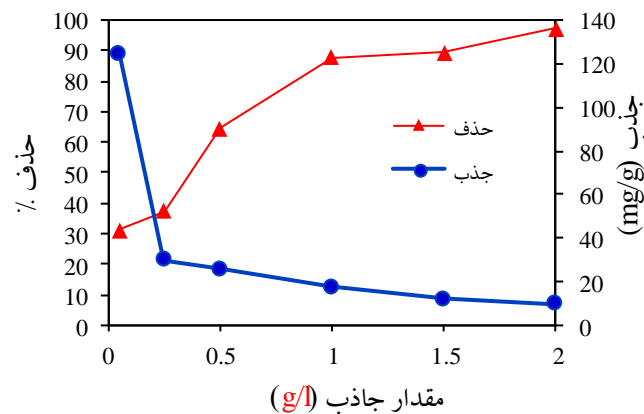
جاذب سیمان در ۲۵ میلی لیتر محلول رنگ مورد آزمایش قرار گرفت و نتایج در نمودار ۶ آورده شده

به منظور بررسی تأثیر مقدار جاذب بر میزان حذف رنگ آنیونی مقادیر ۰/۰۵ الی ۲ میلی گرم بر لیتر از



همچنین با افزایش مقدار جاذب از ۰/۰۵ به ۲ گرم در لیتر مقدار جذب رنگ در واحد جرم جاذب از ۱۲۴/۴ mg/g به ۹/۲۷۴ کاهش یافته است.

است. با توجه به این نمودار، درصد حذف رنگ با افزایش مقدار جاذب، افزایش یافته است؛ به طوری که به ترتیب با مقدار جاذب ۰/۰۵ و ۲ گرم در لیتر، ۳۱/۱ و ۹۷/۴۳ درصد حذف رنگ رخ داده است.



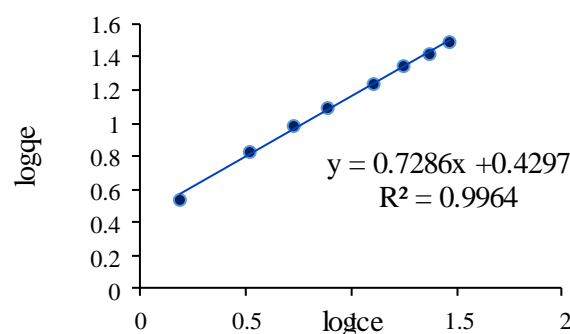
نمودار ۶: تأثیر مقدار جاذب بر جذب سطحی رنگ دایرکت یلو ۱۲ (غلظت اولیه: ۲۰ میلی گرم بر لیتر، pH محلول: ۱، زمان تماس ۹۰ دقیقه).

سیمان هیدراته تطابق بیشتری با مدل فروندلیچ ( $R^2=0.99$ ) در مقایسه با مدل لانگمویر ( $R^2=0.97$ ) دارد؛ که این موضوع به ناهمگنی سطح جاذب اشاره دارد.

نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی در نمودار ۷ و پارامترهای محاسبه شده معادلات ایزوترمی در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج حاصل از مطالعات ایزوترمی نشان داد که جذب رنگ بر روی جاذب

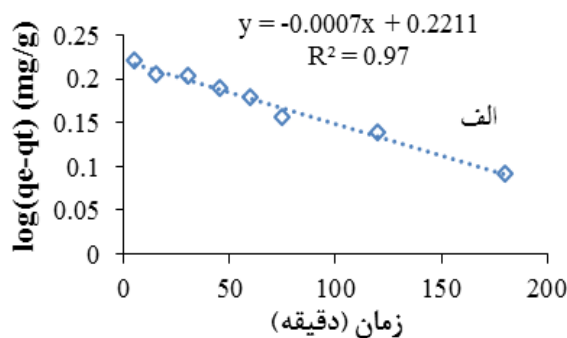
جدول ۱: پارامترهای محاسبه شده مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ

فروندلیچ			لانگمویر		
$R^2$	n	( $k_f$ mg/g)	$R^2$	$k_L$ (mg/l)	$q_{max}$ (mg/g)
۰/۹۹	۱/۳۷	۲/۶۹	۰/۹۷	۰/۰۴۰	۵۴/۰۵

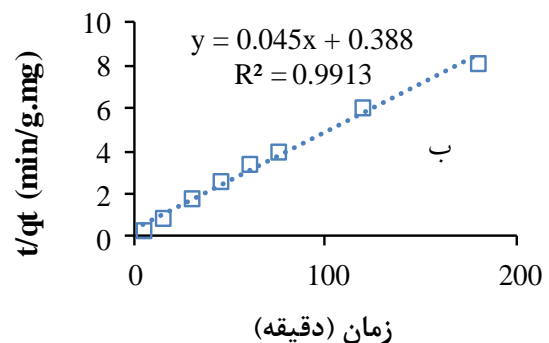


نمودار ۷: مدل ایزوترم جذب فروندلیچ در حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ (مقدار جاذب ۱ g/l، pH: ۱)

مرتبه دوم ضریب رگرسیون خطی  $R^2=0.99$  بوده است که نشان دهنده جذب از نوع شیمیایی است. همچنین در شکل ۸ نمودارهای مربوط به سینتیک درجه اول و دوم، فرآیند جذب مورد مطالعه نمایش داده شده است.



مقادیر پارامترهای سینتیکی فرآیند جذب رنگ دایرکت یلو ۱۲ روی جاذب پودر سیمان هیدراته در جدول ۲ آورده شده است. نتایج بررسی معادلات سینتیک جذب نشان داد مقدار  $q_e$  محاسبه شده با معادله سینتیک شبه مرتبه دوم با مقدار  $q_e$  آزمایشگاهی مطابقت دارد. همچنین در مدل شبه



نمودار ۸: (الف) سینتیک شبه مرتبه اول، (ب) سینتیک شبه مرتبه دوم

جدول ۲: پارامترهای محاسبه شده مدل‌های سینتیک

سینتیک مرتبه ۲				سینتیک مرتبه ۱			
$R^2$	$q_e(\text{exp})$	$q_e(\text{cal})$	$K_2$	$R^2$	$q_e(\text{exp})$	$q_e(\text{cal})$	$K_1$
۰/۹۹	۲۲/۱۲	۲۲/۲۴	۰/۰۰۵۲	۰/۹۷	۲۲/۱۲	۱۱/۴۱	۰/۰۰۴

گروه‌های عاملی جاذب اثرگذار بوده است. احتمالاً یکی از دلایل این امر را می‌توان به ساختار شیمیایی جاذب و رنگ آنیونی مورد مطالعه نسبت داد. از آن جایی که جاذب مورد استفاده دارای مقدار سیلیس بالایی می‌باشد در محلول‌های آبی سطح جاذب مورد نظر دارای یون‌های  $\text{Si}^{+2}$  شده است؛ از طرف دیگر با توجه به ساختار رنگ، پس از حل شدن رنگ دایرکت یلو در آب، گروه سولفونات منفی تشکیل گردیده است؛ بنابراین جذب رنگ با استفاده از باند شدن گروه‌های سولفونات منفی با گروه‌های  $\text{Si}^{+2}$  صورت پذیرفته است. در محیط‌های اسیدی و

## بحث

pH محلول نقش مهمی را در فرآیند جذب سطحی و به ویژه ظرفیت جذب ایفا می‌کند و نه تنها بار سطحی جاذب بلکه درجه یونیزاسیون مواد را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد و نقش مهمی را در جاذبه الکترواستاتیکی بین جاذب و رنگزای هدف ایفا می‌نماید (۳۴). نتایج این پژوهش نشان داد که با کاهش pH محلول کارایی حذف رنگ افزایش یافته است، به طوری که با کاهش pH محلول از ۱۲ به ۱ حذف رنگ از ۴۸/۳۳ به ۸۸/۳۳ درصد رسیده است. به نظر می‌رسد که pH محلول بر روی تفکیک

در حضور یون  $H^+$ ، گروه‌های  $Si^{+2}$  با گرفتن پروتون از  $H^+$  تبدیل به گونه‌های  $Si^{+3}$  شده که این امر باعث افزایش تعداد یون‌های منفی چسبیده شده رنگ بر روی سطح جاذب می‌شود (۳۵). در مطالعات متعددی، تأثیر pH بر حذف رنگ آنیونی دایرکت یلو ۱۲ توسط جاذب‌های گوناگون مورد بررسی قرار گرفته است. طبق بررسی چنین مطالعاتی، ماکزیمم جذب در محدوده pH اسیدی ۱ و ۲ به دست آمده است که علت این مسئله احتمالاً ناشی از تفاوت در به کارگیری نوع جاذب، شرایط محیطی و حضور دیگر کاتیون‌ها در محلول می‌باشد. این نتایج با مطالعه انجام شده توسط قانیدی و همکاران همخوانی دارد؛ که با بررسی حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ با استفاده از کربن فعال اصلاح شده با نانو ذرات نقره، pH را در محدوده ۵-۱ مورد بررسی قرار دادند و دریافتند که حداکثر جذب رنگ در pH برابر با یک رخ داده است (۳۶). همچنین طی مطالعه دیگری که توسط قانیدی و همکاران به وسیله کربن فعال اصلاح شده با نانو ذرات سولفید مس و روی صورت گرفت مشخص شد که حداکثر جذب در pH برابر با ۲ بوده است و در pHهای بالا جذب رنگ از محلول آبی افزایش قابل ملاحظه‌ای نداشته است (۳۷). همچنین این موضوع در مطالعه‌ای دیگر که حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ را با استفاده از کربن فعال اصلاح شده با نانو ذرات اکسید کادمیوم بررسی کردند نیز همخوانی دارد. نتایج آن‌ها نشان داد که حذف رنگ با کاهش pH افزایش یافته و حداکثر جذب رنگ در pH برابر با ۱ رخ داده است (۳۰). Khaled و همکاران با استفاده از خاکستر پوست پرتقال به حذف رنگ آنیونی دایرکت یلو ۱۲ از محلول آبی پرداختند. نتایج مطالعه نشان داد که حداکثر مقدار

حذف رنگ در pH برابر با ۱/۵ بوده است که با نتایج این پژوهش مطابقت دارد (۳۸). زمان تماس، متغیر مهم دیگری در فرآیند جذب است. بر اساس نتایج حاصل، بیشترین درصد حذف، در زمان تماس ۱۸۰ دقیقه به دست آمد. بدیهی است که با افزایش بیشتر زمان تماس، به دلیل افزایش برخورد مولکول‌های رنگ با سطح جاذب، جذب سطحی بیشتر خواهد شد. این موضوع با نتایج مطالعات سهرابی و همکاران و رسولی‌فرد و همکاران مطابقت دارد. آن‌ها با بررسی حذف رنگ از محلول آبی دریافتند که با افزایش زمان تماس، افزایش برخورد مولکول‌های رنگ با سطح جاذب بیشتر شده و در نتیجه مقدار حذف رنگ نیز بیشتر شده است (۴۱، ۴۲). به نظر می‌رسد که افزون بر وجود حفره‌ها و سطح تماس بیشتر، جایگاه‌های کاتیونی موجود در حفره‌ها و سطح جاذب در اثر برهمکنش‌های الکترواستاتیکی، مقدار حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ را افزایش می‌دهد (۴۳).

غلظت اولیه ماده جذب شونده نقش مهمی را به عنوان نیروی محرکه غلبه کننده بر مقاومت ناشی از انتقال جرم بین فاز مایع و جامد ایفا می‌نماید. با افزایش غلظت اولیه رنگ، کارایی حذف رنگ کاهش یافته است. به طوری که با افزایش غلظت اولیه رنگ از ۶۸/۹۴ به ۶۰ mg/l کارایی حذف رنگ از ۶۸/۹۴ درصد به ۵۰/۷۹ درصد رسیده است؛ که این امر احتمالاً به دلیل اشباع سایت‌های فعال در سطح جاذب می‌باشد (۲۹)؛ اما در این وضعیت، ظرفیت جذب سطحی به ازای واحد وزن جاذب افزایش می‌یابد که این امر احتمالاً به دلیل افزایش نیروهای جاذبه میان رنگ و جاذب معدنی می‌باشد، با افزایش میزان غلظت رنگ و کاهش جایگاه‌های جذب نسبت

به تعداد مولکول‌های رنگ، راندمان حذف رنگ کاهش می‌یابد (۴۳). تفکیک رنگ‌زاهای اسیدی در محلول آبی منجر به تشکیل یون‌های آنیونی می‌شود که تمایل به خود تجمع می‌دارند؛ بنابراین به ذرات بزرگ‌تری تبدیل می‌شوند که می‌توانند در حفره‌هایی در اندازه موزو نفوذ کنند (۴۴، ۴۵). این نتایج با تحقیق Gulnaz و همکاران و رسولی فرد و همکاران همخوانی داشت (۴۲، ۴۳).

مقدار جاذب، فاکتور مهمی دیگری است که تعیین کننده ظرفیت جذب سطحی جاذب در غلظت مشخصی از رنگ می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش مقدار جاذب، راندمان جذب افزایش یافته است. البته بعد از افزایش در مقدار جاذب، راندمان حذف ثابت شد که این مقدار برای رنگ دایرکت یلو ۱۲ از ۳۱/۱ درصد به ۹۷/۴۳ درصد رسید؛ که این امر احتمالاً به دلیل افزایش سطوح مؤثر جذب با افزایش بیشتر غلظت جاذب می‌باشد که در نتیجه، مناطق فراوانی از جاذب در طول فرآیند جذب به صورت اشباع نشده باقی می‌مانند (۳۰). این نتایج با مطالعه رسولی فرد و همکاران مطابقت دارد (۴۲).

مدل لانگمویر برای تعیین مقدار حداکثر ظرفیت جذب به کار می‌رود. در این مدل فرض بر این است که جذب بر روی سطوحی با انرژی یکنواخت انجام می‌شود و هیچ‌گونه برخوردی بین مولکول‌های جذب شده صورت نمی‌پذیرد (۳۱). ایزوترم هم‌دمای فروندلیچ بر پایه داده‌های تجربی می‌باشد و جهت نمایش جذب در سطوح ناهمگن یا جذب چند لایه و همچنین کشش میان مولکول‌های جذب شده قابل ارائه است (۳۲). مطابق با برازش نتایج داده‌های جذب رنگ با مدل فروندلیچ، شاخص میزان جذب

( $K_F$ ) برابر با ۰/۲۳ و شاخص بزرگی نسبی و گوناگونی انرژی‌های وابسته به جذب برابر با ۱/۳۸ به دست آمد که نشان دهنده این است شاخص شدت جذب بالا می‌باشد (۴۶). در نتیجه، ضرایب همبستگی دلالت می‌کند که فرآیند جذب با مدل فروندلیچ ( $R^2=0/99$ ) نسبت به مدل لانگمویر ( $R^2=0/97$ ) تطابق بیشتری دارد. در نتیجه، فرآیند جذب به وسیله جاذب بر روی سطوح ناهمگن و با تشکیل پوشش چند لایه تشریح می‌شود. قانیدی و همکاران به بررسی حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محلول آبی پرداختند. آن‌ها نشان دادند که داده‌های تعادل با مدل ایزوترمی لانگمویر با ضریب همبستگی ۰/۹۹ مناسب است که با نتایج این تحقیق همخوانی ندارد (۳۶).

نتایج ضرایب همبستگی سینتیک فرآیند جذب نشان داد که فرآیند جذب از سینتیک شبه مرتبه دوم ( $R^2=0/99$ ) پیروی کرد و جذب از نوع شیمیایی بوده است. قانیدی و همکاران در بررسی حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از محلول آبی با استفاده از کربن فعال اصلاح شده با نانو ذرات نقره دریافتند که داده‌های مدل سینتیک با مدل شبه مرتبه دوم با ضریب همبستگی ۰/۹۹ تطابق داشته است. مطالعه مشابه دیگری توسط سایر محققین انجام شده که نتایج آن‌ها همسو با یافته‌های حاصل از این مطالعه می‌باشد (۳۰، ۳۶، ۳۹، ۴۰). همچنین ماکزیم ظرفیت جذب برای رنگ دایرکت یلو ۱۲، ۵۴/۰۵ mg/g محاسبه شد که از مقدار به دست آمده توسط کربن فعال اصلاح شده با نانو ذرات اکسید کادمیوم (۳۵ mg/g) بیشتر بود (۳۰). از آنجا که فرآیند جذب رنگ‌ها بر روی انواع مختلف جاذب تحت تأثیر خواص جاذب و جزء جذب شونده قرار دارد، می‌توان گفت که شاید تفاوت در نتایج مطالعات دیگر محققین با

در این پژوهش سعی شد از ماده‌ای ضایعاتی که کاربرد چندانی ندارد به منظور حذف رنگ از فاضلاب استفاده شود. نتایج نشان داد اگرچه پودر سیمان هیدراته در مقایسه با جاذب‌های دیگری مانند کربن فعال کارایی کمتری دارد؛ اما به عنوان جاذبی ارزان قیمت از پتانسیل قابل توجهی برای حذف رنگ دایرکت یلو ۱۲ از پساب برخوردار است. نتایج نشان داد که پارامترهای میزان جاذب، غلظت اولیه رنگ، pH و زمان تماس بر میزان حذف رنگ از پساب تأثیر داشته‌اند. در شرایط تعادل برای جذب رنگ دایرکت یلو ۱۲، مدل هم‌دمای جذب فروندلیچ بهترین توصیف کننده وضعیت تعادلی جذب توسط سیمان هیدراته بود که نشان‌دهنده جذب روی سطوح ناهمگن و با تشکیل پوشش چندلایه می‌باشد.

### تشکر و قدردانی

این پژوهش با استفاده از حمایت مالی دانشگاه کاشان به انجام رسیده است بدین وسیله نویسندگان این مقاله کمال تشکر و قدردانی را دارند. این مقاله حاصل از پایان‌نامه دانشجویی است.

متفاوت بودن آلاینده یا جاذب مورد بررسی مرتبط باشد (۱۸). با توجه به این که در این پژوهش پودر سیمان حاصل از ضایعات ساختمانی بدون انجام روش‌های اصلاح، استفاده شده است می‌توان با استفاده از روش‌های اصلاح جاذب مانند فرآیند کلسینه کردن، ترکیب با نانو ذرات و سایر گروه‌های عاملی راندمان حذف را افزایش داد. از جمله محدودیت‌های استفاده از ضایعات سیمان برای حذف رنگ می‌توان به افزایش مواد معلق در فاضلاب تصفیه شده اشاره نمود. با توجه به این که در این پژوهش اثر برخی پارامترها مانند مقدار جاذب، زمان تماس، غلظت رنگ و pH مورد بررسی قرار گرفتند، پیشنهاد می‌شود بسیاری از جنبه‌های دیگر این فرآیند از جمله اثر دما و ترمودینامیک جذب به منظور تعیین انرژی فرآیند از سوی محققان دیگر مورد بررسی قرار گیرد. همچنین پیشنهاد می‌شود این فرآیند جهت حذف رنگ از فاضلاب واقعی صنایع نساجی در مقیاس پایلوت استفاده شود.

### نتیجه‌گیری

### References

- Artica MY, Bayramoglu G. Biosorption of Reactive Red-120 dye from aqueous solution by native and modified fungus biomass preparations of *Lentinus sajor-caju*. J Hazard Mater 2007;149(2):499-507.
- Golkari M, Ghaneian M, Ehrampoush M, Dehvari M. Investigation of Russian Knapweed flower powder efficiency in removal of reactive Red 198 dye from textile synthetic wastewater. Toloo-e-behdasht 2015; 13(5):92-103. Persian
- Birhanli A, Ozmen M. Evaluation of the toxicity and teratogenicity of six commercial textile dyes using the frog embryo teratogenesis assay-Xenopus. Drug Chem Toxicol 2005;28(1):51-65.
- Sobhanardakani S, Zandipak R. Evaluation of carbon nanotubes efficiency for removal of Janus green dye from ganjnameh river water sample. J Health Dev 2015; 3(4): 282-92. Persian
- Ghoreishi SM, Haghighi R. Chemical catalytic reaction and biological oxidation for treatment of non-biodegradable textile effluent. Chemical Engineering Journal 2003; 95(1-3): 163-9.
- Gupta VK, Suhas. Application of low-cost adsorbents for dye removal--a review. J Environ Manage 2009;90(8):2313-42.
- Jain AK, Gupta VK, Bhatnagar A, Suhas. Utilization of industrial waste products as adsorbents for the removal of dyes. J Hazard Mater 2003;101(1):31-42.
- De Gisi S, Lofrano G, Grassi M, Notarnicola M. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: a review. Sustainable Materials and Technologies 2016;9:10-40.
- Yu B, Zhang Y, Shukla A, Shukla SS, Dorris KL. The removal of heavy metals from aqueous solutions by sawdust adsorption--removal of lead

- and comparison of its adsorption with copper. *J Hazard Mater* 2001;84(1):83-94.
10. Miri M, Ghaneian MT, Shahriari Farfani A, Fallahzadeh RA. Effectiveness of rosewater waste in de-colorization of reactive Blue 19 from synthetic textile wastewater. *Journal of Health Research in Community* 2015; 1(4): 28-36.
  11. Mousavi SA, Khashij M, Shahbazi P. Adsorption isotherm study and factor affected on methylene Blue decolorization using activated carbon powder prepared grapevine leaf. *J Saf Promot Inj Prev* 2016; 3(4):249-56. Persian
  12. Najafpoor AA, Davoudi M, Dehghan AA, Bakhti S, Ghaderifar S, Ahmadi E. Investigation of Melia azedarach core and fruit adsorbent for removal of Methylene Blue from synthetic wastewater. *Journal of Torbat Heydariyeh University of Medical Sciences* 2016; 4(1):8-16. Persian
  13. Mozafari S, Taghighaneian M, Dehvari M, Jamshidi B. Removal of reactive blue 19 dye from textile synthetic wastewater using reed powder. *Scientific Journal of Ilam University of Medical Sciences* 2016; 23(7):119-31. Persian
  14. Rahdar S, Ahmadabadi M, Bazrafshan E, Taghavi M, Amrollahi M. Evaluation of Methylene Blue removal from aqueous solution using peanut shell powder. *Toloo-e-behdasht* 2016; 15(1):36-50. Persian
  15. Khodabandelou A, Darvishi Cheshmeh Soltani R, Gudini H, Tarrahi M, Fazelinia F. Removal of azo dye from synthetic wastewater using immobilized nano-diatomite within calcium alginate. *Toloo-e-behdasht* 2016; 14(6): 17-35. Persian
  16. Ghaneian M, Ehrampoush M, Dehvari M, Jamshidi B, Amrollahi M. A survey of the efficacy of cuttle fish bone powder in the removal of reactive Red 198 dye from aqueous solution. *Toloo-e-behdasht* 2012; 10 (3-4):127-38. Persian
  17. Yousefi N, Fatehizadeh A, Ahmadi A, Rajabizadeh A, Toolabi A, Ahmadian M. The efficiency of modified wheat brad in reactive black 5 dye removal from aqueous solutions. *J Health Dev* 2013; 2(2):157-69.
  18. Jafari Mansoorian H, Mahvi AH, Alizadeh M, Shamboli L, Moosavi SS. Feasibility of extracted activated carbon from the leaves of mesquite (prosopis) as new adsorbents in the removal of reactive dyes red 198 and blue 19. *J Health Dev* 2014; 3(2): 114-27. Persian
  19. Jafri Mansoorian H, Mahvi AM, Kord Mostafapoor F, Alizadeh M. Equilibrium and synthetic studies of methylene Blue dye removal using ash of walnut shell. *Journal of Health in the Field* 2013; 1(3):49-55. Persian
  20. Malakootian M, Yaghmaeian K, Momenzadeh R. Performance Evaluation of inorganic adsorbent Leca-modified of HCl for the removal of anionic surfactant from wastewater. *Ilam University of Medical Sciences* 2015; 23 (4):168-80. Persian
  21. Noormoradi H, Karimi H, Ghasemiyan N, Mohammadi Moghadam F. Survey on the performance of modified clay in the removal of aromatic hydrocarbons from aqueous media. *Ilam University of Medical Sciences* 2015; 23 (5):57-68. Persian
  22. Malakootian M, Mansoorian H, Yari A. Removal of reactive dyes from aqueous solutions by a non-conventional and low cost agricultural waste: adsorption on ash of Aloe Vera plant. *Iranian Journal of Health, Safety and Environment* 2014; 1(3): 117-25.
  23. Shokouhi R, Jafari SJ, Joshani GH, Taghavi M, Kashitarash Esfahani Z. Study of Adsorption Equilibrium and Kinetics of direct Blue 71 by activated red mud from aqueous solutions. *J Health Dev* 2014; 3(1): 28-37. Persian
  24. Seid-Mohammadi A, Asgari G, Rahmani A, Shabanlo A. Performance evolution of cationic surfactant modified nanoclay in removing 4-chlorophenol from aqueous solutions. *Journal of Health* 2015; 6 (2):154-68. Persian
  25. Amiri K, Panbehi HR, Saghi MH, Rakhshani MH. Assessing the removal mechanism of acid Black 1 dye by dolomite and zeolite stones from aqueous solution. *The Journal of Research Committee of Student at Sabzevar University of Medical Sciences* 2012; 17(3-4): 19-26. Persian
  26. Noori Sepehr M, Karimaian K, Ghahramani E, Zarrabi M, Jafarinia M. Removal of fluoride from aqueous solution by natural and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> modified pumice. *Journal of Health* 2013; 4(1):31-46. Persian
  27. Naddafi K, Gholami M. Removal of Reactive Red 120 from aqueous solutions using surface modified natural zeolite. *Iranian Journal of Health and Environment* 2014; 17(3): 278-87. Persian
  28. Kagne S, Jagtap S, Dhawade P, Kamble SP, Devotta S, Rayalu SS. Hydrated cement: a promising adsorbent for the removal of fluoride from aqueous solution. *J Hazard Mater* 2008;154(1-3):88-95.
  29. Ghazy SE, Gad AHM. Lead separation by sorption onto powdered marble waste. *Arabian Journal of Chemistry* 2014;7(3):277-86.
  30. Ghaedi M, Sadeghian B, Kokhdan SN, Pebdani AA, Sahraei R, Daneshfar A, et al. Study of removal of Direct Yellow 12 by cadmium oxide nanowires loaded on activated carbon. *Mater Sci Eng C Mater Biol Appl* 2013;33(4):2258-65.
  31. Ho YS, McKay G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry* 1999; 34(5): 451-65.
  32. Sheet I, Kabbani A, Holail H. Removal of Heavy Metals Using Nanostructured Graphite Oxide, Silica Nanoparticles and Silica/ Graphite

- Oxide Composite. *Energy Procedia* 2014; 50: 130-38.
33. Alkan M, Demirbaş O, Celikçapa S, Doğan M. Sorption of acid red 57 from aqueous solution onto sepiolite. *J Hazard Mater* 2004;116(1-2):135-45.
34. Crini G, Badot PM. Application of chitosan, a natural amino polysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: a review of recent literature. *Progress in Polymer Science* 2008; 33(4): 399-447.
35. Samarghandi MR, Noori Sepehr M, Zarrabi M. Mechanism and Removal Efficiency of C.I. Acid Black 1 by Pumice Stone Adsorbent. *Iran J Health & Environ* 2011; 3(4): 399-410. Persian
36. Ghaedi M, Sadeghian B, Pebdani AA, R, Sahraei R, Daneshfar A, Duran C. Kinetics, thermodynamics and equilibrium evaluation of direct yellow 12 removal by adsorption onto silver nanoparticles loaded activated carbon. *Chemical Engineering Journal* 2012; 187:133-41.
37. Ghaedi M, Ansari A, Sahraei R. ZnS: Cu nanoparticles loaded on activated carbon as novel adsorbent for kinetic, thermodynamic and isotherm studies of Reactive Orange 12 and Direct yellow 12 adsorption. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc* 2013;114:687-94.
38. Khaled A, Nemr AE, El-Sikaily A, Abdelwahab O. Treatment of artificial textile dye effluent containing Direct Yellow 12 by orange peel carbon. *Desalination* 2009; 238(1-3): 210-32.
39. Malakootian M, Jafari Mansoorian H, Hosseini A, Khanjani N. Evaluating the efficacy of alumina/carbon nanotube hybrid adsorbents in removing Azo Reactive Red 198 and Blue 19 dyes from aqueous solutions. *Process Safety and Environmental Protection* 2015; 96: 125-37.
40. Ahmadian M, Yousefi N, Toolabi A, Khanjani N, Rahimi S, Fathehizadeh A. Absorbption of direct yellow 9 and acid orange 7 from aqueous solutions by modified pumice. *Asian Journal of Chemistry* 2012; 24(7): 3094-8.
41. Sohrabi MR, Amiri S, Masoumi HRF, Moghri M. Optimization of direct yellow 12 dye removal by nanoscale zero-valent iron using response surface methodology. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 2014;20(4):2535-42.
42. Rasoulifard MH, Khanmohammadi H, Hatefi Doust-Mohammadi SM, Heidari A. Removal of anionic dye acid blue 25 from contaminated water by hardened paste of Portland cement as a low-cost adsorbent. *Journal of Applied Researches in Chemistry* 2012; 6(2): 41-6. Persian
43. Gulnaz O, Kaya A, Dincer S. The reuse of dried activated sludge for adsorption of reactive dye. *J Hazard Mater* 2006;134(1-3):190-6.
44. Mall ID, Srivastava VC, Agarwal NK. Adsorptive removal of Auramine-O: kinetic and equilibrium study. *J Hazard Mater* 2007;143(1-2):386-95.
45. Coates E. Aggregation of dyes in aqueous solutions. *Coloration Technology* 1969; 85(8): 355-68.
46. Benhamou A, Baudu M, Derriche Z, Basly JP. Aqueous heavy metals removal on amine-functionalized Si-MCM-41 and Si-MCM-48. *J Hazard Mater* 2009;171(1-3):1001-8.

## Removal of Direct Yellow 12 Dye from Aqueous Solutions using Hydrated Cement Powder

Omolbanin Sanadi<sup>1</sup>, Rouhollah Mirzaei<sup>2</sup>

### Abstract

**Background:** The adsorption process is one of the most effective methods for removal of dyes from wastewater. The main aim of the present study was to investigate the efficiency of hydrated cement as an adsorbent for removal of Direct Yellow 12 dye from aqueous solutions.

**Methods:** This study was performed experimentally in laboratory scale and in a batch system. The effects of initial dye concentration, adsorbent dosage, contact time and pH on efficiency of dye removal were investigated. SEM, XRD and FT-IR were used to characterize the hydrated cement powder particles. Langmuir and the Freundlich adsorption isotherms were selected to explicate the interaction between the dye and adsorbent. The pseudo-first and the pseudo-second-order kinetic models were used to calculate the adsorption rates.

**Results:** The results showed that by increasing the adsorbent dose from 0.05 to 2 g/l, dye removal efficiency increased from 31.1 to 97.43%. The highest dye removal efficiency (87.33%) was obtained at pH= 1. By decreasing initial dye concentration from 60 to 5 mg/l, dye removal efficiency increased from 50.79% to 68.94%. The appropriate time period to get maximum dye adsorption was 180 min. The results also showed that the adsorption of dye followed the Freundlich isotherm model ( $r^2= 0.99$ ) and adsorption kinetics of the dye followed a pseudo-second-order model ( $r^2= 0.99$ ).

**Conclusion:** Compared to other costly methods of dye removal, hydrated cement powder can be used as an efficient and low-cost adsorbent for the removal of dye from aqueous solutions.

**Keywords:** Adsorption, Direct Yellow 12, Hydrated cement powder, Synthetic Waste water

1- MSc Student, Department of Environment, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran

2- Assistant Professor, Department of Environment, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran

**Corresponding Author:** Rouhollah Mirzaei **Email:** rmirzaei@kashanu.ac.ir

**Address:** Department of Environment, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, University of Kashan, Kashan, Iran

**Tel:** 09125461288 **Fax:** 03155913222